



Forest Health & Biodiversity *News*

Volume 12 No. 1 Spring 2008

Biodiversity, Food-web Complexity, and Spruce Budworm Cycles

A recent long-term study, conducted in the Acadian forest ecosystem of New Brunswick, revealed a remarkably complex, yet highly flexible food web on balsam fir (*Abies balsamea*). This food web changes consistently and dramatically both in time and space in response to natural changes in the abundance of one of North America's most eruptive and devastating forest pests - the spruce budworm (SBW) (*Choristoneura fumiferana*).

The SBW, being indigenous to North America, has developed intricate relationships with its host trees, other co-inhabiting herbivorous insects, and a myriad of natural enemies - insect parasitoids (parasitic wasps and flies), entomopathogens (viruses, fungi, and bacteria) and predators (vertebrates and invertebrates) - that attack the SBW and/or the other insect herbivores. The vast majority of ecological studies on the SBW have monitored the insect in isolation of much of the community in which it lives, focusing mainly on its interaction with its immediate (primary) natural enemies in attempts to determine why it undergoes large fluctuations in abundance over its 35-40

year outbreak cycles typical in eastern Canada. Virtually ignored are all the other species in the SBW community, namely, other insect herbivores with which it shares many natural enemies, and the secondary and tertiary natural enemies (hyperparasitoids) that feed, respectively, on primary and secondary natural enemies. Consequently, little is known about the identity and role

of these organisms in shaping both SBW outbreak cycles and overall food-web structure within different landscapes (forest stands with different mixes of tree species) and how food-web structure could be influenced by fluctuations in SBW abundance - a natural perturbation effect.

Researchers at the Canadian Forest Service's Atlantic Forestry Centre documented and analyzed 20 plot-years of field data, coupled with manipulative field experiments, on the composition and structure of the balsam fir food web at three plots varying in landscape (resource) structure over a SBW outbreak and decline. The study revealed an incredibly complex and diverse assemblage of species interacting at five conventional trophic (feeding) levels: 1 host plant; 6 herbivores; 66 primary parasitoids and 21 primary entomopathogens; 23 secondary parasitoids and 1 secondary entomopathogen; and 6 tertiary parasitoids (Fig. 1). This parasitoid-entomopathogen assemblage is probably the most complete and diverse described to date for any insect herbivore community, rivaling that of many tropical food webs in terms of the total number of parasitoid species.



Diversity of parasitoid and hyperparasitoid species increases with increasing spruce budworm density.

Continued on page 2

Contents

Are Urban Forests an Advanced Indicator of Climate Change? 3

The Emerald Ash Borer: It's Here to Stay, Let's Learn How to Manage It 4

1072 XX 8(K) 11L 4
A R
Acquisitions Research Indexes
Micromedia Limited
20 Victoria St
Toronto ON M5C 2N6

Publication Sales Agreement
#40035189
Return Address
Atlantic Forestry Centre
P.O. Box 4000
Fredericton, N.B., Canada
E3B 5P7



Natural Resources
Canada

Ressources naturelles
Canada

Canada

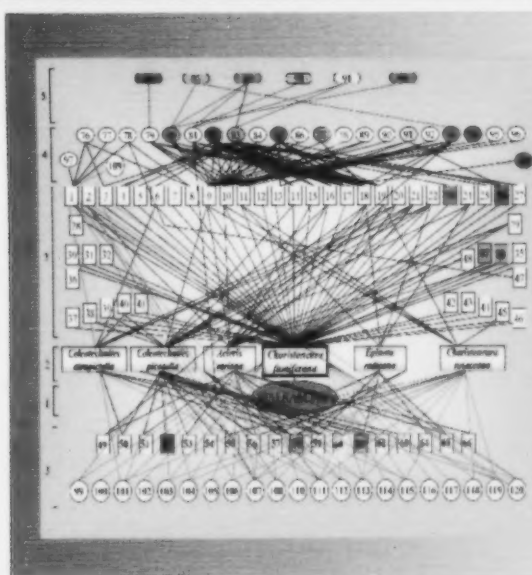


Fig. 1. Structure of the balsam fir food web. Trophic (feeding) levels are identified by brackets and numbers on the far left.

1st trophic level contains balsam fir;

2nd trophic level contains herbivores;

3rd trophic level contains primary parasitoids (squares) and primary entomopathogens (circles);

4th trophic level contains secondary parasitoids (ovals) and a secondary entomopathogen (circle); and

5th trophic level contains only tertiary parasitoids (octagons).

Numbers enclosed in polygons represent different species.

However, Fig. 1 is only a static representation of the many players and interactions found in the food web. In actual fact, the food web is a 'living' dynamic system that responds to variation in time and space. The incredibly flexible food-web architecture actually expands and contracts, like an accordion, with changes in SBW abundance. For example, as SBW increases in abundance, it attracts primary parasitoids (birdfeeder effect) and this increase in primary parasitoids attracts hyperparasitoids. In other words, an increase in SBW abundance is accompanied by an increase in insect diversity and in food-web complexity – the food web expands as progressively more generalist parasitoids (parasitoids that have multiple hosts) feed higher up in the food web. Conversely, when SBW populations decrease, diversity decreases and complexity decreases – in essence, the food web contracts and gets relatively shorter and simpler due to some omnivorous species switching to feed on hosts lower down in the food web, along with some higher-order generalist parasitoids leaving to find more profitable feeding areas. In addition, species composition changes somewhat from high to low SBW densities: certain primary parasitoid

species common at high densities are not present at low densities, whereas a few other species are found only at low densities. Thus, both diet shifts and changes in species composition help to continuously shape and reshape food webs during a SBW outbreak. This inherent food-web flexibility is very important because, according to recent foraging-based food-web theory, it can play a major role in maintaining stable or persistent ecosystems.

Importantly, the study also revealed a greater diversity of generalist primary parasitoids and hyperparasitoids, as well as greater amounts of omnivory, at high SBW densities in heterogeneous than in homogeneous plots. This greater food-web flexibility in heterogeneous plots, augmented by the fact that heterogeneous plots also have more plant diversity to support more and diverse alternate and alternative host species (host species that parasitoids can attack in addition to SBW) than in homogeneous plots, can be extremely important in muting SBW damage in heterogeneous plots. In fact, food webs in the two most heterogeneous plots were characterized by a lower peak SBW density (and thus lower defoliation) than in the most homogeneous plot. Thus, the study

provides a plausible mechanism for previously published observations (Ci. Su, D.A. MacLean and T.D. Needham; UNB) that the greater the degree of heterogeneity of a forest stand (amount of hardwood – balsam fir content) the lower the level of damage to balsam fir from SBW feeding.

Overall, the results have important implications for some key ecological issues:

(1) Biodiversity conservation – the study provides clear evidence that food-web structure and complexity is not static in time and space but changes dramatically and consistently with natural changes in the density of the major food-web player – in this particular case, the SBW. Thus, SBW, despite its negative economic impact on the forest, is nevertheless an integral and vital player in the forest ecosystem. Further, it is evident that to understand how ecosystems function and how they can be affected by natural perturbations such as insect outbreaks, it is critically important to understand the network of trophic interactions (biostucture) in the ecosystem, not just the diversity of species contained therein.

Continued on page 6

Are Urban Forests an Advanced Indicator of Climate Change?

Urban forests may offer advanced indication of the effects of climate change on forest ecosystems, given the specific physical conditions under which urban ecosystems and urban forests function. If this is the case, urbanized sites can be considered as tools for large-scale simulation of future climatic conditions or as amplifiers of climate change effects currently taking place. It is apparent that urban conditions (physical and otherwise) magnify the effects of climate events, increase physiological stress on trees, and lower species richness. For these reasons, urban ecosystems merit focused scientific investigation.

Specific Characteristics of Urban Ecosystems

Cities are hotter environments than geographically comparable natural sites. The measurable ambient temperature difference of urban forests (the urban "heat island" effect) has a direct effect on their composition and condition. Though rarely a consideration for northerly landscape planners at present, further south, nocturnal summer temperatures are a fundamental factor in tree species selection. For example, Norway maple (*Acer platanoides*), ubiquitous in cities in Hardiness Zones 7 and points north, cannot be grown with success in Hardiness Zone 8 or further south.

Due to human activity and vehicle emissions, many urban forests develop and function under elevated levels of atmospheric carbon dioxide, carbon monoxide and ground-level ozone. Urban forest sites often feature disturbed and nutritionally impoverished soils with limited flora for forming mycorrhizal associations and nutrient recycling. These conditions might also be expected to result from the extremes of an altered climate.

Modern architecture accelerates prevailing winds, meaning increased structural loading and increased transpiration for trees. Heat energy reflected and radiated from concrete exposes urban trees to intense fluctuations in microsite temperatures,

particularly within the laminar boundary layer between the atmosphere and paved surfaces. In cities where snow accumulates in winter, the periodic removal of snow around street trees produces rapid freezing of root



Indication of climate effects on urban trees. Green ash (*Fraxinus pennsylvanica*) showing normal form (left) and form as affected by the ice storm of 1998 (right).

zones. When repeated several times in a winter, a series of extreme weather events is simulated.

Similarly, the extensive non-permeable (paved) surfaces of urban environments magnify drought and rain events. Surfaces that do not absorb precipitation impede moisture uptake by roots but also facilitate the rapid local accumulation and violent outflow of storm waters.

Considered together, the above factors create a severe and dynamically altered climate for urban forests when compared to forests located "out in the country".

What, if Anything, are Urban Forests Telling Us?

Trees found on highly artificial urban sites (specimens trapped in containers or with root systems and crowns repeatedly exposed to mechanical damage) tell us little about climate effects and must be written off as artefacts. However, functioning urban trees (trees in remnant stands, ravines or parks) often exhibit characteristic differences in comparison to trees in natural forests and may be of interest to climate change researchers. "Generally observed"

urban tree characteristics include: reduced life span; reduced crown size at maturity; altered crown and branch form; increased occurrence of crown scorch and leaf necrosis; seasonally advanced leaf color change; early leaf senescence; and increased pathogen and insect pest levels — all indications of physiological stress.

Are Urban Forests An Indicator of Successful Climate Change Adaptation?

If urban forests replicate (to any extent) a natural environment under intensified or accelerated climatic-induced stress, then tree species that are successful under urban conditions should present characteristics useful for forest ecosystems that must adapt to future climate change. The most striking feature of urban forests, from a horticultural perspective, is their severely limited species richness. Despite having an

apparent wealth of material from which to choose, the majority of working horticulturalists employ a very short list of woody plant material — urban conditions mitigate against biodiversity. The short list of species that do thrive under urban conditions (in temperate urban forests at least) exhibit all the characteristics of, or are, invasive species.

Exotic species are selected by landscape planners to the point of monoculture creation. Examples include the maidenhair tree (*Ginkgo biloba*) or little-leaf linden (*Tilia cordata*), as well as specifically adapted varietal forms of native species such as honey locust (*Gleditsia triacanthos* var. *inermis*) and green ash (*Fraxinus pennsylvanica* var. *subintegrifolia*). Selection is based on the broad ecological amplitude (inherent tolerance of soil and site characteristics across a wide range of conditions) and superior resistance to drought, heat, pests and pollution. These are characteristics of invasive species — precisely opposite to what would be desirable in a highly adapted, site-specific species.

Continued on page 6

In an earlier issue of this newsletter (Volume 8, No. 1, Spring 2004),

Hopkin *et al.* discussed the introduction, basic biology, signs and symptoms of attack, and research needs for control of the emerald ash borer (EAB), *Agrilus planipennis*. At that time, the known North American distribution of EAB was restricted to Essex County in Ontario, southeastern Michigan and northwestern Ohio. The spread of an invasive alien species can occur slowly by natural dispersal or more rapidly by human-assisted movement. For wood-boring beetles, like EAB, the latter may occur through the movement of unprocessed wood material, infested firewood, or nursery stock. Tree-dating techniques suggest that EAB was present in the Detroit area for about 10 years prior to its discovery in 2002. Consequently, the insect had a long period in which to spread unchecked and unregulated before it was discovered. In the intervening years, the beetle has been found widely distributed in Michigan, Ohio, Indiana, and in localized populations in Illinois, Maryland, Pennsylvania, and West Virginia. The recent discovery of EAB in Toronto is the most easterly population detected to date in Canada. Many of these populations were well-established when found and some may have pre-dated the imposition of quarantine regulations.

EAB, as its name suggests, attacks all species of true ash trees (*Fraxinus* spp.). Since its arrival in North America, the beetle has killed millions of ash trees. In northeastern North America, there are five species of native ash trees: green ash (*F. pennsylvanica*, a.k.a. red ash), white ash (*F. americana*), black ash (*F. nigra*), blue ash (*F. quadrangulata*), and pumpkin ash (*F. profunda*). The first two are important hardwood species used in the manufacture of cabinetry and sporting goods. Black ash is favoured by First Nations people for the fabrication of baskets and other crafts. Pumpkin ash and blue ash are uncommon species in Canada that grow in extreme southwestern

Ontario. Blue ash was designated a 'Threatened' species in Canada in April 1983 by the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Its status was re-examined in November 2000 and the species was downgraded to 'Special Concern'. Blue ash appears to have some resistance to the beetle, but pumpkin ash, a species that was unknown in Ontario until 1992, is very susceptible. All native ashes are thus



Adult emerald ash borer (top).
Dead ash trees in a woodland in southwestern Ontario (bottom).

candidates for genetic conservation. Eleven other species of ash grow elsewhere in North America and, along with exotic ashes, are also at risk. Asian species appear less susceptible.

If the invasion rate of alien insects like EAB can be slowed, costs associated with managing the insect's impacts can be prorated over time. A slow-the-spread strategy also buys time for the development of other control options. Quarantines and regulations, under the authority of the Plant Protection Act, prohibiting or restricting the movement of potentially infested materials, are designed to slow the spread of invasives. Regulated

materials for EAB include nursery stock, trees, logs, wood, rough lumber including pallets and other wood packaging materials, bark, wood chips or bark chips from ash (*Fraxinus* spp.), and firewood of all species. Currently in Ontario, the combined regions of Essex Co. and Municipality of Chatham-Kent (formerly Kent County), Lambton Co., Elgin Co. and Middlesex Co. are each quarantined under an Infested Places (Ministerial) Order prohibiting or restricting the export of ash materials and firewood beyond their borders. Within Lambton, Elgin and Middlesex Counties, properties within 5 km of infested trees are also quarantined via Notices of Quarantine issued to individual property owners. These quarantine measures restrict the movement of regulated materials from these properties. The net effect is a nested quarantine (quarantine within a quarantine) structure.

For counties like these that are not believed to be completely infested, the nested structure reduces the risk of EAB being spread through human activities from known infested (and regulated) areas to other areas of the county that may not be infested, while still regulating high risk materials from leaving the county. This has the dual benefit of slowing both intra- and inter-county spread of EAB. For localized infestations, such as those recently discovered in Norfolk County and Toronto, only individual infested properties have been quarantined to this point through the issuance of Notices of Prohibition of Movement. This is an interim solution until other quarantines can be applied.

The greatest challenge to managing this insect has been our inability to locate new low-density populations. Although significant research efforts have been made in the identification of an attractant, an efficient lure for detection traps remains elusive. Thus, we must rely on the presence of signs and symptoms of the insect's activity to detect infested trees. Signs and symptoms include thinning and dieback of the tree crown, deformities of the

Continued on page 5

Continued from pg 4: The Emerald Ash Borer ...



Distribution and regulated areas for emerald ash borer in Canada (prepared by Canadian Food Inspection Agency).

of the bark, development of shoots from the bark, D-shaped adult emergence holes, and holes created by woodpeckers searching for the larvae. The Canadian Forest Service (CFS) has produced two publications describing methods for detecting and surveying EAB populations. These are available at the following website: <http://cfs.nrcan.gc.ca/index/invasive>. However, by the time these signs and symptoms are evident, the beetles are well established and have spread further.

Biological control (the use of natural enemies to regulate pest populations) is one control strategy that might benefit from the slow-the-spread methodology. The classical biological control tactic involves exploration for natural enemies of the invasive alien species in their native habitats and re-associating the host insects with their natural enemies in their new habitats. The Animal and Plant Health Inspection Service (APHIS) and the Forest Service (FS) of the United States Department of Agriculture (USDA) have been actively involved in classical biological control of EAB

since its discovery in Detroit. Steps in a classical biological control program include: 1) assessment of native natural enemies; 2) foreign exploration and collection; 3) propagation, mass-rearing, biological investigations and host-specificity testing; 4) field release; 5) impact assessment; and 6) long-term monitoring. Having satisfied the first three of these steps, the USDA released three parasitoids of EAB from China into Michigan in the summer of 2007. These included two parasitoids of larvae [*Spathius agrili* (Hymenoptera: Braconidae) and *Tetrastichus plamipennis* (Hymenoptera: Eulophidae)] and one parasitoid of eggs [*Oobius agrili* (Hymenoptera: Encyrtidae)]. The USDA plans to develop a mass-rearing facility for these parasitoids with the goal of making future releases. A second biological control tactic known as augmentation involves moving established or natural biocontrol agents from areas where they occur to areas where they don't occur (inoculation) or supplementing low numbers by propagation (inundation).

For step 1 of the classical tactic described above, USDA-FS scientists evaluated the impact of native parasitoids on EAB populations. Observations from Michigan populations indicated that native parasitism rates were <1%. However, through our regular rearing of EAB from log bolts in our quarantine facility in Sault Ste. Marie, we located an Ontario population of EAB that had high numbers of two larval parasitoids. The most abundant parasitoid was *Phaenocarpa silvatica* (Hymenoptera: Chalcididae) and the less abundant parasitoid was *Balcha indica* (Hymenoptera: Eupelmidae). The former species is the most common parasitoid encountered in native *Agrilus* populations. The second species is itself an alien species that probably arrived in North America from Asia on some host other than EAB because it was first encountered in 1994 in Virginia. Subsequent trapping at this Ontario location using sticky bands suggested a parasitism rate of ~40% by *P. silvatica*.

Continued on page 7

Continued from pg 2. Biodiversity Food-web Complexity...

(2) Population and food-web ecology – the study provides new insights into the strong relationship between individual species dynamics and food-web ecology; it argues for an integrative approach to gain a better understanding of these traditionally separate branches of ecology. For example, it is evident that predicting what will happen to SBW populations at a given moment requires the integration of data on the status and composition of the food web with population data on the SBW, and

(3) Forest and pest management – the study provides a plausible mechanism for forest composition effects on insect pest populations. Importantly, the results indicate that large-scale homogenization of the base of the food web (for example, forest plantations) could inhibit the buffering effect of generalist parasitoids and, in combination with reducing vegetational biodiversity that supports important alternative alternate hosts for parasitoids, it could lead to more severe and costly outbreaks of insect pests, such as SBW, in these areas.

Eldon S. Eveleigh
Atlantic Forestry Centre, Fredericton, NB

Kevin S. McCann
University of Guelph, Guelph, ON

For further information, read:

Eveleigh, E.S., McCann, K.S., McCarthy, P., Pollock, S.J., Lucarotti, C.J., Morin, B., McDougall, G.A., Strongman, D.B., Huber, J.T., Umbanhowar, J. and L.D.B. Faria. 2007. Fluctuations in density of an outbreak species drive diversity cascades in food webs. *Proceedings of the National Academy of Science*. 104: 16976-16981.

Continued from pg 3. Are Urban Forests...

Much of the remaining biodiversity in urban forests and ecosystems comprises actual invasive alien plant species, such as European buckthorn (*Rhamnus cathartica*), Tatarian honeysuckle (*Lonicera tatarica*), Siberian elm (*Ulmus pumila*), and sycamore maple (*Acer pseudoplatanus*). All in all, there are two groups of successful tree species in urban forests: one artificially selected by horticulturalists for survival characteristics and the other a group of escaped volunteers that cannot be unselected. This suggests that under a stressful and dynamically fluctuating climatic regime, successful forest ecosystems will feature a limited number of tree species that feature strongly invasive characteristics.

Are Urban Forests Suitable Sites for Biodiversity Studies?

Studying current urban ecosystems will allow the application of concepts across a much larger area in the future, as natural ecosystems are converted to urban ecosystems. These areas will support most of the future human population and will experience its impact on biodiversity.

Thus, while it is critical to study natural ecosystems and work for their preservation, pragmatism suggests that urban forests are a *de facto* "growth market" for forest ecosystems in the future. Climate change will increasingly affect urban biodiversity (including people) and urban ecosystems will increasingly be agents of change at their interface with natural ecosystems. Thus, as sites for research, urban forests offer direct benefits to biodiversity science and to civil society. These benefits will increase as urban populations continue to grow.

Leaving aside the potential contribution of urban forests to the mitigation of climate change effects, studies of urban ecosystem biodiversity can provide:

- indicators of urban forest sustainability
- understanding of urban-wildland interactions
- urban genetic diversity and provenance information
- measurement and description protocols for urban systems
- taxonomy, ecology and biodiversity data

Whether or not urban forests are advanced indicators of climate change, they are without question the ecosystem where in future, the greatest part of the human population will interact with forests and forest biodiversity under a changing climate. As such, urban forests warrant increased attention and investigation.

Ken Farr
Canadian Forest Service -
National Capital Region
Ottawa, ON

For further information on urban forests and urban forest research:

http://www.treecanada.ca/index_e.htm

<http://www.fs.fed.us/ne/syracuse/>

http://www.idrc.ca/en/ev-103884-201-1-DO_TOPIC.html

<http://www.treelink.org/>



Natural Resources
Canada

Ressources naturelles
Canada

Canada

The emerald ash borer (EAB) has immediate economic and aesthetic impacts in Canada's rural and urban landscapes. It also has hidden impacts in terms of loss of the unique gene pools represented by populations of each of the native ash species. At the Atlantic Forestry Centre in Fredericton, initiatives are underway to ensure that if the EAB continues to spread across the country, all will not be lost.

Seed has been collected for the National Tree Seed Centre from black, green/red and white ash populations in the Maritime provinces, Quebec, Ontario and Manitoba. Most of the seed is destined for long-term storage for conservation and eventual restoration. The rest of the seed is used in studies to improve storage protocols, understand germination requirements, and evaluate genetic diversity using isozyme analysis. Seed collections from 1 blue ash, 1 pumpkin ash, 85 red/green ash, 120 black ash, and 215 white ash trees are in storage, representing more than 25 locations across the range of the species. Collection efforts will continue with the objective of capturing 90-95% of the common genetic diversity in each species.

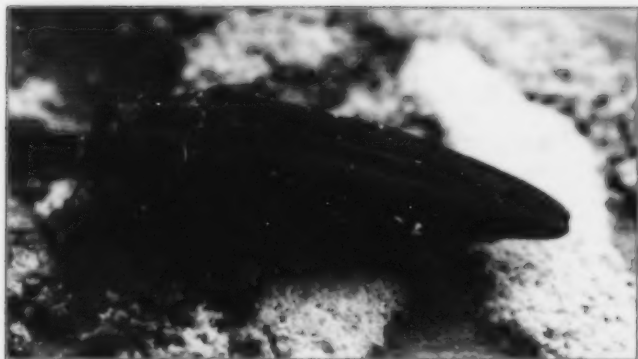
*—Judy Lox and Dale Simpson
Atlantic Forestry Centre, Fredericton, NB*

Both species were encountered during the Michigan study. Investigations will continue to evaluate the impact these parasitoids are having on EAB populations and their potential value as augmentative biological control agents.

Ash trees are often important components of our urban forests because ashes are resistant to the harsh conditions we impose on our landscape trees. The Canadian Forest Service (CFS), in cooperation with the Canadian Food Inspection Agency, the Ontario Ministry of Natural Resources and the City of London, is developing a science-based management plan for EAB in urban/suburban areas. During the summer of 2007, a project was undertaken in London to demonstrate the usefulness of some of the tools currently available to manage this pest.

Among the tools used was the systemic injection of ashes in the vicinity of infested trees with a formulation of the biological insecticide neem, which was developed by the CFS in Sault Ste. Marie. The efficacy of this tool will be assessed in 2008.

*D. Barry Evans
Great Lakes Forestry Centre
Sault Ste. Marie, ON*



CFS CANADIAN FOREST SERVICE

cfs.nrcan.gc.ca



Canadian Forest Service Headquarters

580 Booth Street, 8th Floor
Ottawa, ON
K1A 0E4
(613) 947-7341

Canadian Forest Service Atlantic Forestry Centre

P.O. Box 4000
Fredericton, NB
E3B 5P7
(506) 452-3500
and
P.O. Box 960
Corner Brook, NL
A2H 6P9
(709) 637-4900

Canadian Forest Service Laurentian Forestry Centre

1055 du P.E.P.S.
P.O. Box 10380
Stn. Sainte-Foy, Québec, Québec
G1V 4C7
(418) 648-3335

Canadian Forest Service Great Lakes Forestry Centre

1219 Queen St. E.,
Sault Ste. Marie, ON
P6A 2E5
(709) 949-9461

Canadian Forest Service Northern Forestry Centre

5320 - 122 Street
Edmonton, AB
T6H 3S5
(780) 435-7210

Canadian Forest Service Pacific Forestry Centre

506 West Burnside Rd.
Victoria, BC
V8Z 1M5
(250) 363-0600



FY

Volume 12 No. 1 - Spring 2008

ISSN 1206-7210

Forest Health and Biodiversity News is published
regularly by the Atlantic Forestry Centre,
Canadian Forest Service, Natural Resources
Canada.

Correspondence and article submissions may be
directed to:

Canadian Forest Service
Atlantic Forestry Centre
P.O. Box 4000
Fredericton, NB, Canada
E3B 5P7

<http://www.cfs.nrcan.gc.ca>

Printed in Canada on Supreme-Gloss
a 25% recycled paper containing
25% post-consumer waste.

©Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2008



Natural Resources
Canada

Ressources naturelles
Canada

Canada



Santé & biodiversité des forêts

Volume 12, N° 1 printemps 2008

Nouvelles

Biodiversité, complexité du réseau trophique et cycles de la tordeuse des bourgeons de l'épinette

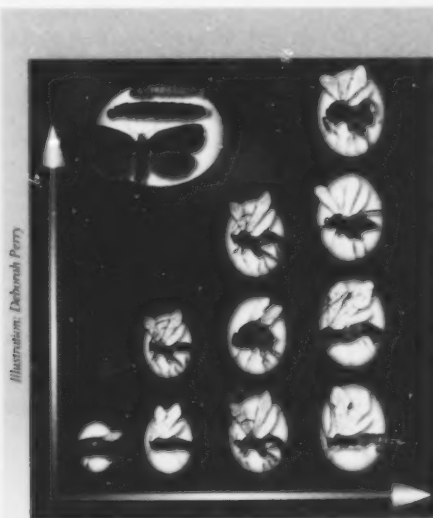
Une récente étude à long terme, menée dans l'écosystème de la forêt acadienne du Nouveau-Brunswick, a révélé l'existence d'un réseau trophique à la fois très complexe et très flexible lié au sapin baumier (*Abies balsamea*). Ce réseau varie régulièrement et considérablement dans le temps et dans l'espace en réponse aux fluctuations naturelles de l'abondance de l'un des insectes nuisibles les plus explosifs et dévastateurs des forêts de l'Amérique du Nord – la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (*Choristoneura fumiferana*).

La TBE, une espèce indigène de l'Amérique du Nord, a créé des liens complexes avec ses arbres hôtes, d'autres insectes herbivores concurrents et une myriade d'ennemis naturels – insectes parasitoïdes (guêpes et mouches parasites), entomopathogènes (virus, champignons et bactéries) et prédateurs (vertébrés et invertébrés) – qui attaquent la TBE et où les autres insectes herbivores. La vaste majorité des études écologiques sur la TBE visaient à surveiller l'insecte sans tenir compte du reste de la communauté dans laquelle il évolue et mettaient principalement l'accent sur les interactions avec les ennemis naturels immédiats (primaires) pour tenter de déterminer pourquoi l'abondance des populations de ce ravageur fluctuait aussi considérablement au cours des cycles de pullulation de 35 à 40 ans qui caractérisent l'Est du Canada. Elles

ne tenaient pratiquement pas compte de toutes les autres espèces de la communauté de la TBE, notamment les autres insectes herbivores ayant de nombreux ennemis naturels communs avec la TBE, ainsi que les ennemis naturels secondaires et tertiaires (hyperparasitoïdes) qui s'attaquent respectivement aux ennemis naturels primaires et secondaires. Par conséquent, on en sait très peu sur l'identité de ces organismes et sur leur rôle

dans l'évolution des cycles de pullulation de la TBE et de la structure globale du réseau trophique au sein des différents paysages (peuplements forestiers à composition taxinomique différente) et sur les effets des fluctuations de l'abondance de la TBE sur la structure du réseau trophique – une perturbation naturelle.

Des chercheurs du Centre de foresterie de l'Atlantique du Service canadien des forêts ont réuni et analysé les données d'expériences de manipulation sur le terrain ainsi que celles sur la composition et la structure du réseau trophique du sapin baumier compilées pendant 20 ans dans trois parcelles présentant une structure de paysage (ressource) différente au cours d'un cycle de pullulation et de déclin de la TBE. L'étude a révélé un assemblage incroyablement complexe et diversifié d'espèces interagissant à cinq niveaux trophiques traditionnels (alimentation) : 1 plante hôte; 6 herbivores; 66 parasitoïdes primaires et 21 entomopathogènes primaires; 23 parasitoïdes secondaires et 1 entomopathogène secondaire; et 6 parasitoïdes tertiaires (figure 1). Cet assemblage parasitoïde-entomopathogène est sans doute le plus complet et le plus diversifié jamais décrit à ce jour pour une communauté d'insectes herbivores, rivalisant avec nombre de réseaux trophiques tropicaux pour ce qui est du nombre total d'espèces parasitoïdes.



La diversité des espèces de parasitoïdes et d'hyperparasitoïdes augmente à mesure que la densité de la tordeuse des bourgeons de l'épinette s'accroît.

suivi à la page 2

Sommaire

Les forêts urbaines sont-elles de bons indicateurs du changement climatique ? 3

Agrile du frêne - Un ravageur tenace que nous devons apprendre à gérer 4

Publication Sales Agreement
#40035189
Return Address
Atlantic Forestry Centre
P.O. Box 4000
Fredericton, N.B., Canada
E3B 5P7



Ressources naturelles
Canada

Natural Resources
Canada

Canada

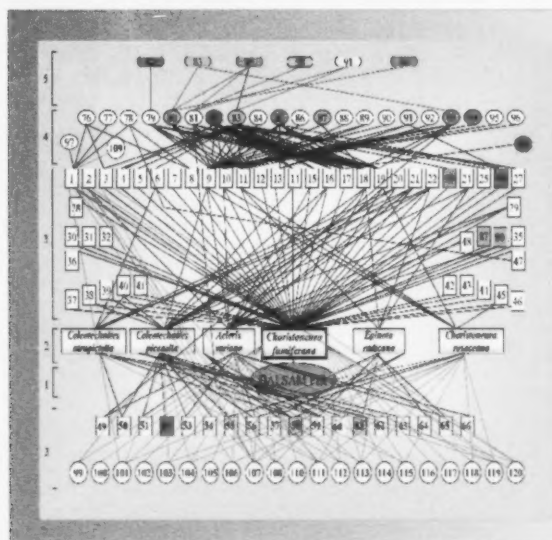


Fig. 1 : Structure du réseau trophique du sapin baumier.

Les niveaux trophiques (alimentation) sont identifiés à l'aide de crochets et de numéros à l'extrême gauche.

1er niveau trophique : sapin baumier

2e niveau trophique : herbivores

3e niveau trophique : parasitoïdes primaires (carrés) et entomopathogènes primaires (cercles)

4e niveau trophique : parasitoïdes secondaires (ovales) et un entomopathogène secondaire (cercle)

5e niveau trophique : uniquement des parasitoïdes tertiaires (octogones).

Les chiffres figurant dans les polygones représentent différentes espèces.

Cependant, la figure 1 n'est qu'une représentation statique du grand nombre acteurs et d'interactions au sein du réseau trophique. En réalité, le réseau trophique constitue un système dynamique « évolutif » qui réagit à des variations dans le temps et dans l'espace. L'architecture incroyablement flexible du réseau trophique se dilate puis se contracte, comme un accordéon, selon les fluctuations de l'abondance de la TBE. Par exemple, des populations croissantes de la TBE attirent les parasitoïdes primaires (effet « mangeoire à oiseaux »), et l'augmentation des effectifs de ces derniers attire les hyperparasitoïdes. Autrement dit, une augmentation de l'abondance de la TBE s'accompagne d'une augmentation de la diversité des insectes et de la complexité du réseau trophique - le réseau trophique se dilate au fur et à mesure qu'un nombre croissant de parasitoïdes généralistes (parasitoïdes ayant des hôtes multiples) se nourrissent à des niveaux supérieurs du réseau trophique. Inversement, lorsque les populations de la TBE diminuent, il en va de même pour la diversité et la complexité du réseau - en fait, le réseau trophique se contracte et devient relativement plus petit et plus simple parce que certaines espèces omnivores s'alimentent alors sur des hôtes qui se trouvent à des niveaux inférieurs du réseau trophique et que certains parasitoïdes généralistes des niveaux supérieurs partent à la recherche d'aires d'alimentation plus intéressantes. De plus, la composition des espèces varie quelque peu au fur et à mesure

que la densité en TBE passe d'élevée à faible; certaines espèces de parasitoïdes primaires communes lorsque la densité du ravageur est élevée ne le sont plus lorsque la densité est faible, tandis que certaines autres espèces sont présentes uniquement en période de faible densité. Ainsi, la variation du régime alimentaire et les changements de composition des espèces contribuent à modeler et à remodeler continuellement les réseaux trophiques pendant une infestation de la TBE. La flexibilité inhérente au réseau trophique est très importante car, selon une théorie récente des réseaux trophiques intégrant le concept de quête de nourriture, elle jouerait un rôle crucial en assurant la stabilité ou la durabilité des écosystèmes.

Il importe de préciser que l'étude a également permis de constater que la diversité des parasitoïdes généralistes primaires et des hyperparasitoïdes et le degré d'omnivorie étaient plus élevés dans les parcelles hétérogènes que dans les parcelles homogènes lorsque les densités de population de la TBE étaient élevées. Cette flexibilité accrue du réseau trophique dans les parcelles hétérogènes, conjuguée au fait que les parcelles hétérogènes ont également une plus grande diversité de plantes que les parcelles homogènes pour assurer la subsistance d'un plus grand nombre d'espèces d'hôtes intermédiaires et facultatifs (espèces hôtes autres que la TBE que les parasitoïdes peuvent attaquer), peut s'avérer extrêmement importante, car elle peut limiter les

dommages causés par la TBE dans les parcelles hétérogènes. En fait, les réseaux trophiques des deux parcelles les plus hétérogènes se caractérisaient par une densité maximale plus faible de la TBE (et donc par une défoliation moindre) que ceux des parcelles les plus homogènes. L'étude fournit donc une explication plausible aux observations publiées antérieurement (G. Su, D.A. MacLean et T.D. Needham; Université du Nouveau-Brunswick) selon laquelle plus le peuplement forestier est hétérogène (proportion de feuillus - de sapins baumiers), moins les dommages causés aux sapins baumiers par la TBE seront importants.

Dans l'ensemble, les résultats ont des répercussions importantes sur certains enjeux écologiques clés :

(1) Biodiversité/Conservation - l'étude fournit des preuves manifestes que la structure et la complexité du réseau trophique ne sont statiques ni dans le temps ni dans l'espace, mais qu'elle se modifie considérablement et constamment sous l'effet des fluctuations naturelles de la densité de l'acteur principal du réseau trophique - dans le cas présent, la TBE. Par conséquent, la TBE, malgré son impact économique négatif sur les forêts, joue néanmoins un rôle intégral et vital au sein de l'écosystème forestier. En outre, il est évident que

suivi à la page 6

Les forêts urbaines sont-elles de bons indicateurs du changement climatique ?

Les forêts urbaines peuvent fournir des signes avant-coureurs des effets du changement climatique sur les écosystèmes forestiers, étant donné les conditions physiques particulières dans lesquelles les écosystèmes urbains et les forêts urbaines évoluent. Si tel est le cas, les agglomérations urbaines peuvent être considérées comme des outils de simulation à grande échelle des conditions climatiques futures ou d'amplification des effets des changements climatiques qui surviennent actuellement. Manifestement, les conditions (physiques et autres) en milieu urbain amplifient les effets des phénomènes climatiques, exercent un stress physiologique accru sur les arbres et diminuent la diversité des espèces. Nul doute que les écosystèmes urbains doivent faire l'objet d'études scientifiques approfondies.

Caractéristiques propres aux écosystèmes urbains

Les villes sont des milieux plus chauds que d'autres espaces naturels comparables sur le plan géographique. Les écarts mesurables de la température ambiante dans les forêts urbaines (effet d'îlot de chaleur) ont une influence directe sur la composition et l'état de celles-ci. À l'heure actuelle, les températures estivales nocturnes sont rarement une source de préoccupation pour les planificateurs paysagistes des régions nordiques, tandis que dans les zones plus au sud, elles constituent un facteur fondamental de sélection des essences à utiliser. Par exemple, l'éraable de Norvège (*Acer platanoides*), une essence omniprésente dans les villes des zones de rusticité 7 et dans les régions plus au nord, ne réussit pas à croître dans la zone de rusticité 8 ou dans des régions plus au sud.

En raison des activités humaines et des émissions des véhicules, nombre de forêts urbaines sont exposées tout au long de leur vie à des concentrations atmosphériques élevées de gaz carbonique, de monoxyde de carbone et d'ozone troposphérique. Les sols où elles croissent sont souvent perturbés et pauvres en éléments nutritifs, et abritent une flore limitée capable de former des associations micorhiziennes et de recycler les éléments nutritifs. De telles conditions pourraient également résulter des variations extrêmes provoquées par l'évolution du climat.

L'architecture moderne accentue l'effet des vents dominants, provoquant ainsi une augmentation de la charge structurale et de la transpiration des arbres. L'énergie thermique émise et réfléchiée par le béton expose les arbres urbains à d'importantes



Signes des effets du changement climatique sur les arbres urbains. Un frêne vert (*Fraxinus pennsylvanica*) d'aspect normal (à gauche) et endommagé (à droite) par la tempête de verglas qui a sévi en 1998.

fluctuations de température dans leur niche écologique, surtout les arbres qui se trouvent dans la couche limite laminaire entre l'atmosphère et les surfaces pavées. Dans les villes où la neige s'accumule durant l'hiver, le déneigement périodique autour des arbres des rues provoque le gel rapide de leurs racines. Lorsque cela se produit plusieurs fois pendant l'hiver, une série de phénomènes climatiques extrêmes est simulée.

De même, les vastes surfaces non perméables (pavées) des milieux urbains amplifient les épisodes de sécheresse et de précipitations. Les surfaces qui n'absorbent pas les précipitations empêchent non seulement les racines d'absorber l'eau mais contribuent également à l'accumulation locale rapide et à l'évacuation immédiate des eaux d'orage.

L'ensemble des facteurs susmentionnés créent des conditions climatiques intenses et profondément altérées dans les forêts urbaines, comparativement aux forêts situées dans les régions rurales.

Les forêts urbaines peuvent-elles nous renseigner d'une manière quelconque ?

Les arbres présents dans les espaces urbains très artificiels (ceux piégés dans des contenants ou dont le système racinaire et la cime sont exposés à des

dommages mécaniques répétitifs) nous renseignent peu sur les effets climatiques et doivent être considérés comme sans intérêt. Toutefois, les arbres urbains croissant dans un milieu « naturel »

(vestiges de peuplements, ravins ou parcs)

affichent souvent des différences caractéristiques par rapport aux arbres présents en forêt naturelle et peuvent présenter un intérêt pour les spécialistes du changement climatique. Parmi les caractéristiques « généralement observées » chez un arbre urbain, mentionnons les suivantes : longévité moindre, dimensions réduites de la cime à maturité, déformation de la cime et des branches, fréquence accrue du roussissement de la cime et de la nécrose foliaire, changement précoce de la couleur des feuilles à l'automne, chute prématurée des feuilles et niveaux plus élevés d'infection et d'infestation. Toutes ces caractéristiques dénotent un stress physiologique.

Les forêts urbaines sont-elles un indicateur d'adaptation fructueuse aux changements climatiques ?

Si les forêts urbaines reproduisent (dans une certaine mesure) un environnement naturel soumis à un stress climatique amplifié ou accéléré, les espèces d'arbres qui y prospèrent devraient présenter des caractéristiques utiles aux écosystèmes forestiers qui devront s'adapter aux changements climatiques futurs. D'un point de vue horticole, la diversité spécifique restreinte des forêts urbaines est leur particularité la plus frappante. À première vue, les horticulteurs semblent disposer d'une très longue liste de possibilités mais, en fait, la plupart utilisent un nombre très restreint d'espèces ligneuses - les conditions urbaines sont autant de facteurs qui limitent la biodiversité. Les quelques espèces qui prospèrent en milieu urbain (à tout le moins dans les forêts urbaines tempérées) affichent toutes les caractéristiques des espèces envahissantes ou en sont,

Les planificateurs paysagistes choisissent des espèces exotiques pour créer des monocultures. Pensons par exemple au ginkgo biloba ou arbre au quarante écus (*Ginkgo biloba*) ou au tilleul à petites feuilles (*Tilia cordata*) ainsi qu'aux variétés particulièrement bien

suivi à la page 6

Dans un numéro précédent du présent bulletin (Volume 8, no 1, printemps 2004), Hopkin *et al.* ont abordé l'introduction de l'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*), sa biologie fondamentale, les signes et les symptômes d'une attaque par cet insecte et les besoins en matière de recherche sur la lutte contre ce dernier. À cette époque, l'aire de répartition de l'agrile du frêne en Amérique du Nord se limitait au comté d'Essex, en Ontario, et aux régions sud-est du Michigan et nord-ouest de l'Ohio. Une espèce exotique envahissante peut se propager lentement, par dispersion naturelle, ou plus rapidement, sous l'effet de l'activité humaine. Dans le cas de buprestidés, comme l'agrile du frêne, la propagation peut être attribuable au transport de produits de bois non traité, de bois de chauffage infesté ou de matériel de pépinière. D'après les résultats d'études dendrochronologiques, l'agrile du frêne était présent dans la ville de Détroit une dizaine d'années avant sa découverte, en 2002. Par conséquent, cet insecte a pu se propager librement et sans contrainte pendant une longue période avant d'être découvert. Entre-temps, des populations largement répandues de ce coléoptère ont été découvertes au Michigan, en Ohio, en Indiana, tandis que des populations localisées ont été relevées en Illinois, dans le Maryland, en Pennsylvanie et en Virginie-Occidentale. La population récemment découverte à Toronto est celle la plus à l'est trouvée à ce jour au Canada. Bon nombre de ces populations étaient bien établies au moment de leur découverte, signe que certaines d'entre elles étaient déjà probablement présentes avant l'imposition de mesures de réglementation phytosanitaire.

L'agrile du frêne, comme son nom l'indique, attaque toutes les espèces de frênes (*Fraxinus* spp.). Depuis son apparition en Amérique du Nord, ce coléoptère a provoqué la mort de millions de frênes. Le nord-est de l'Amérique du Nord compte cinq espèces de frênes indigènes : le frêne rouge (*F. pennsylvanica*, aussi appelé frêne vert), le frêne blanc (*F. americana*), le frêne noir (*F. nigra*), le frêne bleu (*F. quadrangulata*) et le frêne pubescent (*F. profunda*). Les deux premières sont d'importantes espèces de feuillus dont le bois est utilisé en ébénisterie et pour la fabrication d'équipements sportifs. Le frêne noir

est très recherché par les collectivités autochtones qui s'en servent pour fabriquer des paniers et autres objets d'artisanat. Le frêne pubescent et le frêne bleu, des espèces peu communes au Canada, poussent surtout dans l'extrême sud-ouest de l'Ontario. En avril 1983, le frêne bleu a été désigné espèce « menacée au Canada » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Sa situation a été réévaluée en novembre 2000 et cette



Agrile du frêne adulte (haut).
Frênes morts dans un terrain boisé du sud-ouest de l'Ontario (bas).

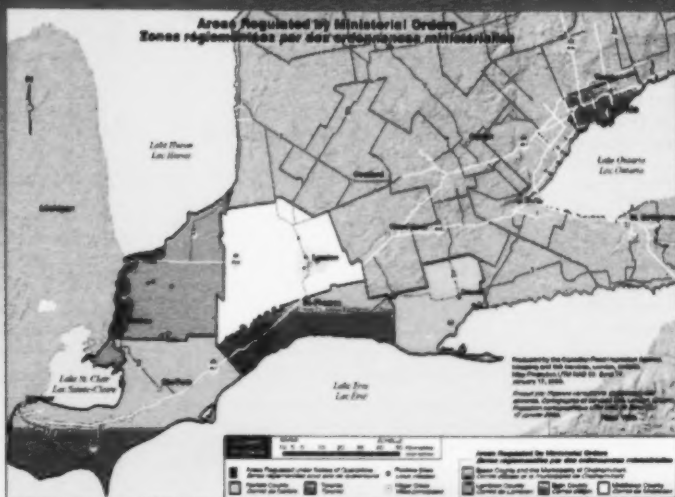
espèce est maintenant désignée « préoccupante ». Le frêne bleu semble avoir une certaine résistance à l'agrile du frêne, alors que le frêne pubescent, une espèce dont la présence en Ontario était inconnue avant 1992, est très vulnérable. Tous les frênes indigènes sont donc candidats au programme de conservation génétique. Les 11 autres espèces de frênes présentes ailleurs en Amérique du Nord ainsi que les espèces exotiques de frêne sont également toutes menacées. Les espèces asiatiques semblent être moins vulnérables.

S'il est possible de ralentir la propagation d'insectes exotiques, comme l'agrile du frêne, il est aussi possible de répartir proportionnellement dans le temps les coûts liés à la lutte contre de

tels ravageurs. L'adoption d'une stratégie visant à freiner leur propagation nous permet également de gagner du temps pour élaborer d'autres méthodes de lutte. Les mesures et règlements phytosanitaires adoptés en vertu de la Loi sur la protection des végétaux et interdisant ou limitant le déplacement de produits potentiellement infestés visent justement à ralentir la propagation d'espèces envahissantes. Les produits réglementés à l'égard de l'agrile du frêne comprennent notamment le matériel de pépinière, les arbres, les billes, le bois, le bois brut de sciage, ainsi que les palettes et autres matériaux d'emballage en bois, l'écorce, les copeaux de bois ou les copeaux d'écorce provenant de frênes (*Fraxinus* spp.) ainsi que le bois de chauffage de toutes les essences. En Ontario, le comté d'Essex et la municipalité de Chatham-Kent (anciennement le comté de Kent), ainsi que les comtés d'Elgin, de Lambton et de Middlesex sont tous réglementés en vertu d'une ordonnance ministérielle sur les lieux infestés interdisant ou limitant le déplacement hors de ces zones réglementées du bois de chauffage du frêne ou de tout autre produit du frêne. Dans les comtés de Lambton, d'Elgin et de Middlesex, chaque propriétaire dont les terrains sont situés dans un rayon de 5 km d'arbres infestés a également reçu un avis de mise en quarantaine. Ces mesures de quarantaine restreignent le déplacement hors de ces propriétés des produits réglementés. Il en résulte une structure emboîtée de quarantaines (mise en quarantaine d'un secteur dans une zone déjà en quarantaine).

Dans de tels comtés qui ne sont pas considérés comme entièrement infestés, cette structure emboîtée réduit le risque que les activités humaines propagent l'agrile du frêne depuis les zones réputées infestées (et réglementées) vers d'autres secteurs potentiellement non infestés, tout en interdisant le déplacement hors du comté des produits à haut risque. Elle offre le double avantage de ralentir la propagation de l'agrile du frêne tant à l'intérieur qu'à l'extérieur du comté. Dans le cas d'infestations localisées, comme celles découvertes récemment dans le comté de Norfolk et à Toronto, seuls les propriétaires de terrains où des arbres sont infestés ont reçu pour l'instant des avis d'interdiction de déplacement et sont soumis à des mesures de quarantaine.

suivi à la page 5



Répartition des zones réglementées pour l'agrile du frêne au Canada (document préparé par l'Agence canadienne d'inspection des aliments).

Il s'agit d'une solution temporaire en attendant que d'autres mesures phytosanitaires soient appliquées.

La plus grande difficulté que pose la lutte contre cet insecte a été notre incapacité de repérer de nouvelles populations de faible densité. Malgré les efforts considérables de recherche déployés pour identifier une substance attractive, aucun appât efficace pour les pièges de détection n'a pu encore être mis au point. Par conséquent, nous devons nous fier à la présence de signes et de symptômes de l'activité de l'insecte afin de pouvoir dépister les arbres infestés. Les signes et les symptômes comprennent l'éclaircissement et le dépérissement de la cime, des déformations de l'écorce, l'apparition de pousses adventives sur le tronc ainsi que la présence de trous de sortie des adultes en forme de D et des trous faits par des pics à la recherche de larves. Le Service canadien des forêts (SCF) a publié deux documents décrivant les méthodes d'enquête et de dépistage de l'agrile du frêne. Vous pouvez consulter ces publications à l'adresse suivante : <http://scf.mcan.gc.ca/index/invasif/>. Cependant, lorsque ces signes et symptômes deviennent manifestes, les populations de coléoptère sont bien établies et se sont déjà propagées ailleurs.

La lutte biologique (l'utilisation d'organismes vivants pour réduire les populations d'organismes nuisibles) constitue une stratégie antiparasitaire pouvant tirer profit de la méthode visant à freiner la propagation. La lutte biologique classique consiste à rechercher des ennemis naturels des espèces exotiques envahissantes dans leur habitat naturel et à réassocier des insectes hôtes avec leurs ennemis naturels dans leur nouvel habitat. L'Animal and Plant Health Inspection Service (APHIS) et le Service des forêts du département de l'Agriculture des États-Unis (USDA) ont participé activement aux activités de lutte biologique classique contre l'agrile du frêne depuis la découverte de cet insecte, à Détroit. Tout programme de lutte biologique classique comprend les étapes suivantes : 1) évaluation des ennemis naturels indigènes; 2) exploration et collecte d'espèces à l'étranger; 3) propagation, élevage de masse, recherches biologiques et évaluation de la spécificité de l'hôte; 4) lâchers sur le terrain; 5) étude d'impact; et 6) surveillance à long terme. Une fois les trois premières étapes terminées, le Service des forêts du département de l'Agriculture des États-Unis a procédé durant l'été 2007 à des lâchers au Michigan de trois parasitoïdes, originaires de Chine, soit deux parasitoïdes des larves [*Spilothrips agrili* (Hymenoptera : Braconidae) et

Trastichus planipennis (Hymenoptera : Eulophidae)] et d'un parasitoïde des œufs [*Oobius agrili* (Hymenoptera : Encyrtidae)]. L'USDA prévoit mettre sur pied des installations d'élevage de masse de ces parasitoïdes en prévision d'autres lâchers. Une autre méthode de lutte biologique dite inondative ou augmentative consiste à lâcher des agents de lutte biologique établis ou naturels présents dans une région dans d'autres régions où ils sont absents (inoculation) ou à propager de tels agents pour augmenter des effectifs trop peu abondants (inondation).

Lors de la première étape de la lutte biologique classique décrite précédemment, les chercheurs du Service des forêts du département de l'Agriculture des États-Unis ont évalué l'impact des parasitoïdes indigènes sur les populations de l'agrile du frêne. Selon les observations des populations du Michigan, les taux de parasitisme indigène étaient < 1 %. Toutefois, des activités régulières d'élevage de l'agrile du frêne dans des billons, menées dans nos installations de confinement de Sault Ste. Marie, nous ont permis de découvrir une population ontarienne de l'agrile du frêne présentant un taux élevé de parasitisme par deux parasitoïdes larvaires. Le parasitoïde le plus abondant était le *Phasgonophora*

suivi à la page 7



suite de la page 2. Biodiversité, complexité du réseau trophique...

pour bien comprendre le fonctionnement des écosystèmes et les effets que les perturbations naturelles, comme les infestations d'insectes, peuvent avoir sur eux, il est essentiel de comprendre l'enchevêtrement des interactions trophiques (biostucture) qui se déroulent dans l'écosystème et non pas uniquement la diversité des espèces qui s'y trouvent.

(2) Population et écologie du réseau trophique - l'étude permet de mieux comprendre l'étroite corrélation entre la dynamique des espèces individuelles et l'écologie du réseau trophique; elle fait ressortir l'importance d'adopter une approche intégrative afin d'approfondir nos connaissances de ces domaines traditionnellement distincts de l'écologie. Par exemple, il est évident que pour prévoir l'état des populations de TBE à un

moment donné, il faut intégrer les données sur l'état et la composition du réseau trophique à celles sur les populations de la TBE.

(3) Gestion des forêts et lutte antiparasitaire - l'étude fournit une explication plausible sur les effets de la composition de la forêt sur les populations d'insectes ravageurs. Qui plus est, les résultats indiquent que l'homogénéisation à grande échelle de la base du réseau trophique (p. ex., plantations forestières) peut inhiber l'effet tampon des parasitoïdes généralistes et, conjuguée à une diminution de la biodiversité végétale qui assure la subsistance des hôtes facultatifs/intermédiaires des parasitoïdes, elle risque de provoquer dans ces endroits des infestations encore plus graves et

coûteuses d'insectes ravageurs, comme la TBE.

Eldon S. Eveleigh
Centre de foresterie de l'Atlantique,
Fredericton, Nouveau-Brunswick

Kevin S. McCann
Université de Guelph, Guelph, Ontario

Lecture complémentaire :

Eveleigh, E.S., McCann, K.S., McCarthy, P., Pollock, S.J., Lucarotti, C.J., Morin, B., McDougall, G.A., Strongman, D.B., Huber, J.T., Umbanhowar, J. and L.D.B. Faria. 2007. Fluctuations in density of an outbreak species drive diversity cascades in food webs. *Proceedings of the National Academy of Science*. 104: 16976-16981.

suite de la page 3. Les forêts urbaines...

adaptées d'espèces indigènes, comme le févier épineux (*Gleditsia triacanthos* var. *inermis*) et le frêne vert (*Fraxinus pennsylvanica* var. *subintegerrima*). Le choix tient compte de l'amplitude écologique générale (étendue de la gamme de conditions caractéristiques du milieu qu'une espèce peut tolérer) ainsi que de la résistance élevée à la sécheresse, aux organismes nuisibles et à la pollution. Ce sont là des caractéristiques des espèces envahissantes - tout à l'opposé de celles souhaitées chez une espèce hautement adaptée et spécifique à un site.

La majeure partie de la biodiversité restante des forêts et des écosystèmes urbains est constituée d'espèces végétales envahissantes exotiques, comme le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*), le chèvrefeuille de Tartarie (*Lonicera tatarica*), l'orme de Sibérie (*Ulmus pumila*) et l'érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*).

Somme toute, deux grands groupes d'espèces peuvent survivre dans les forêts urbaines : le premier est formé d'espèces cultivées par les horticulteurs pour leur capacité de survie, et le second, d'espèces échappées de culture qui se multiplient sans qu'on le veuille. On peut donc supposer que les écosystèmes forestiers qui survivent dans des conditions climatiques stressantes et dynamiquement variables se composent d'un nombre restreint d'espèces d'arbres présentant des caractéristiques très nettes d'espèces envahissantes.

Les forêts urbaines constituent-elles des espaces adéquats pour les études sur la biodiversité ?

L'étude des écosystèmes urbains actuels permettra d'appliquer des concepts à une échelle beaucoup plus grande dans l'avenir, à mesure que les écosystèmes naturels seront convertis en écosystèmes urbains. Ces derniers accueilleront la majeure partie de la population humaine de demain, et leur biodiversité en subira les répercussions.

Par conséquent, bien qu'il soit essentiel d'étudier les écosystèmes naturels et de s'employer à les préserver, force est d'admettre que les forêts urbaines sont de facto un « marché en expansion » pour les écosystèmes forestiers de demain. Les changements climatiques affecteront de plus en plus la biodiversité urbaine (y compris la population humaine), et les écosystèmes urbains seront de plus en plus des agents de changement dans la zone de contact avec les écosystèmes naturels. Ainsi, à titre de sites de recherche, les forêts urbaines offrent des avantages directs à l'étude de la biodiversité et à la société. Plus les populations urbaines se développeront, plus ces avantages seront nombreux.

Mis à part la contribution potentielle des forêts urbaines à l'atténuation des effets du changement climatique, les études sur la biodiversité des écosystèmes urbains peuvent fournir :

- des indicateurs de la durabilité des forêts urbaines
- des connaissances sur les interactions entre milieu urbain et milieu sauvage
- de l'information sur la diversité génétique urbaine et sur son origine
- des protocoles de mesure et de description des systèmes urbains
- des données sur la taxonomie, l'écologie et la biodiversité

Que les forêts urbaines soient ou non de bons indicateurs des changements climatiques, elles sont incontestablement l'écosystème au sein duquel la majeure partie de la population humaine interagira un jour avec les forêts et la biodiversité forestière dans le contexte du changement climatique. Pour cette raison, les forêts urbaines méritent qu'on s'y intéresse et qu'on les étudie davantage.

Ken Ferr
Service canadien des forêts -
Région de la capitale nationale
Ottawa, Ontario

Voici des liens utiles pour en savoir davantage sur les forêts urbaines et les recherches menées dans ce domaine :

http://www.treecanada.ca/index_f.htm
<http://www.fs.fed.us/ne/syracuse/>
http://www.idrc.ca/fr/ev-103884-201-1-DO_TOPIC.html
<http://www.treelink.org/>



Ressources naturelles
Canada

Natural Resources
Canada

Canada

suite de la page 4. Agrile du frêne ...

Au Canada, l'agrile du frêne a un impact économique et visuel immédiat dans les paysages ruraux et urbains. Il a également des répercussions cachées, soit celles associées à la perte du patrimoine génétique unique des populations de chacune des espèces indigènes de frêne. Au Centre de foresterie de l'Atlantique de Fredericton, des initiatives sont en cours afin de s'assurer que tout ce patrimoine ne disparaîtra pas, même si l'agrile du frêne continuait de se propager au pays.

Des semences ont été récoltées pour le Centre national des semences forestières chez des populations du frêne noir, vert/rouge et blanc des Maritimes, du Québec, de l'Ontario et du Manitoba. La plupart des semences sont entreposées à long terme à des fins de conservation et, le cas échéant, de rétablissement. Le reste des semences sert à des études visant à améliorer les protocoles d'entreposage, à mieux comprendre les conditions de germination et à évaluer la diversité génétique à l'aide d'analyses isoenzymatiques. Les semences d'un frêne bleu, d'un frêne tomenteux, de 85 frênes rouges/verts, de 120 frênes noirs et de 215 frênes blancs ont été récoltées dans plus de 25 localités réparties dans l'ensemble de l'aire naturelle des espèces et sont conservées au Centre national des semences forestières. Les efforts de récolte se poursuivront jusqu'à ce que nous ayons atteint notre objectif, soit de recueillir de 90 à 95 % de la diversité génétique commune chez chaque espèce.

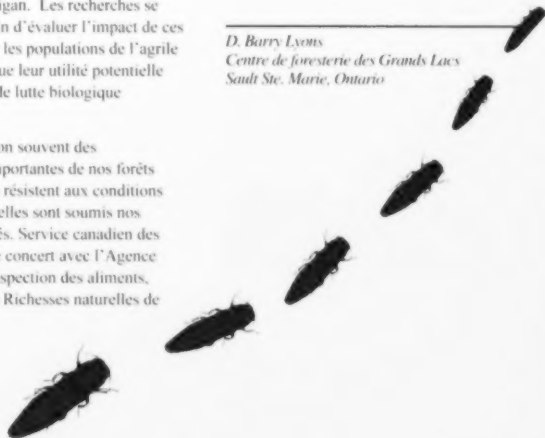
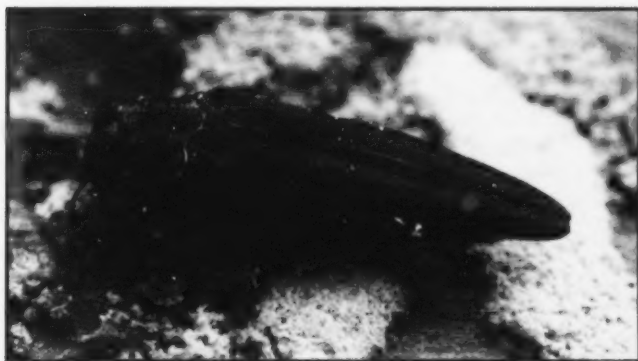
— Judy Loo et Dale Simpson
Centre de foresterie de l'Atlantique,
Fredericton, Nouveau-Brunswick

sulcata (Hymenoptera : Chalcididae), et le moins abondant était le *Balcha indica* (Hymenoptera : Eupelmidae). Le premier est l'espèce la plus courante décelée chez des populations indigènes d'*Agrilus*, tandis que le second est une espèce exotique originaire d'Asie qui s'est probablement introduite en Amérique du Nord grâce à un hôte autre que l'agrile du frêne, puisqu'il a été détecté pour la première fois en 1994, en Virginie. D'après les résultats d'un programme ultérieur de piégeage à l'aide de bandes adhésives qui a été effectué dans une localité de l'Ontario, le taux de parasitisme par le *P. sulcata* était d'environ 40 %. Les deux espèces de parasitoïdes ont été détectées dans le cadre de l'étude menée au Michigan. Les recherches se poursuivront afin d'évaluer l'impact de ces parasitoïdes sur les populations de l'agrile du frêne ainsi que leur utilité potentielle comme agents de lutte biologique augmentative.

Les frênes sont souvent des composantes importantes de nos forêts urbaines, car ils résistent aux conditions difficiles auxquelles sont soumis nos espaces paysagés. Service canadien des forêts (SCF), de concert avec l'Agence canadienne d'inspection des aliments, le ministère des Richesses naturelles de

l'Ontario et la ville de London, élabore actuellement un plan scientifique de lutte contre l'agrile du frêne dans les zones urbaines et les banlieues. Au cours de l'été 2007, un projet a été entrepris à London afin de démontrer l'utilité de certains des outils actuellement disponibles pour lutter contre cet insecte ravageur. Au nombre de ces outils, figure l'injection d'un insecticide biologique systémique à base d'extraits de margousier dans le tronc des frênes situés à proximité des arbres infestés. L'efficacité de cet outil, mis au point par le SCF, à Sault Ste. Marie, sera évaluée en 2008.

D. Barry Lyons
Centre de foresterie des Grands Lacs
Sault Ste. Marie, Ontario



Ressources naturelles
Canada

Natural Resources
Canada

Canada

SCF SERVICE CANADIEN DES FORÊTS

scf.rncan.gc.ca



Service canadien des forêts

Administration centrale

580 Booth Street, 8e étage
Ottawa (Ontario)
K1A 0E4
(613) 947-7341

Service canadien des forêts

Centre de foresterie de l'Atlantique

C.P. 4000
Fredericton (Nouveau-Brunswick)
E3B 5P7
(506) 452-3500
et
C.P. 960
Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador)
A2H 6P9
(709) 637-4900

Service canadien des forêts

Centre de foresterie des Laurentides

1055, rue du P.E.P.S.
C.P. 10380
succ. Sainte-Foy, Québec (Québec)
G1V 4C7
(418) 648-3335

Service canadien des forêts

Centre de foresterie

des Grands Lacs
1219, rue Queen E.,
Sault Ste. Marie (Ontario)
P6A 2E5
(709) 949-9461

Service canadien des forêts

Centre de foresterie du Nord

5320 - 122 rue
Edmonton (Alberta)
T6H 3S5
(780) 435-7210

Service canadien des forêts

Centre de foresterie du Pacifique

506 Chemin Burnside ouest
Victoria (Colombie-Britannique)
V8Z 1M5
(250) 363-0600



Pour information

Volume 12 N° 1 - printemps 2008

ISSN 1206-7210

Santé et biodiversité des forêts Nouvelles est publiée
régulièrement par le Centre de foresterie de
l'Atlantique, Service canadien des forêts
Ressources naturelles Canada

Veuillez envoyer vos commentaires et

articles à l'adresse suivante :

Service canadien des forêts

Centre de foresterie de l'Atlantique

C.P. 4000

Fredericton (Nouveau-Brunswick), Canada

E3B 5P7

<http://www.scf.RNC.gc.ca>

Imprimé au Canada sur papier Supreme Gloss
recyclé à 25% et contenant 25% de
déchets de consommation.

©Sa Majesté la Reine chef du Canada, 2008



Ressources naturelles
Canada

Natural Resources
Canada

Canada